

## XII ENCONTRO NACIONAL DE ÁGUAS URBANAS

### **MODELAGEM E AVALIAÇÃO DE CARGAS BACTERIOLÓGICAS EM SISTEMAS DE DRENAGEM URBANA**

*Janine Brandão de Farias Mesquita<sup>1</sup> & Iran Eduardo Lima Neto<sup>2</sup>*

**RESUMO** – O presente trabalho tem como objetivo propor uma ferramenta para modelagem do sistema de drenagem urbana da bacia Vertente Marítima de Fortaleza, Ceará, visando a avaliação das cargas bacteriológicas. Para este fim, foi selecionado o *Stormwater Management Model (SWMM)* para as simulações hidrológicas e hidráulicas; propôs-se uma metodologia para o cálculo das cargas bacteriológicas através da estimativa da carga difusa – CD (NMP. dia<sup>-1</sup>.ha<sup>-1</sup>) e a correlação desta com uma série de variáveis hidroambientais e analisaram-se cenários para diferentes condições de precipitação pluviométrica, coleta de esgoto e resíduos sólidos dispostos inadequadamente (RSDI). A análise dos cenários mostrou haver aumento significativo da carga em precipitações extremas e diminuição considerável com o aumento da fração da população interligada à rede de esgoto e a diminuição da produção de RSDI.

**ABSTRACT**– The present work aims to propose a tool for modeling the urban drainage system of the Vertente Marítima basin of Fortaleza, Ceará, aiming at an evaluation of the bacteriological loads. For this purpose, the Stormwater Management Model (SWMM) was selected for the hydrological and hydraulic simulations. A methodology for the calculation of bacteriological loads was proposed by estimating the diffuse load – DL (MPN, day<sup>-1</sup>.hectare<sup>-1</sup>) and correlating this with a series of hydro-environmental variables and analyzing scenarios for different pluviometry precipitation conditions, sewage collection and inadequately disposed solid waste (IDSW). An analysis of the scenarios showed a significant increase of the load in extreme precipitations and a considerable decrease with the increase of the fraction of the population connected to the sewage network and the decrease of the production of IDSW.

**Palavras-Chave** – Coliformes, Precipitação, Resíduos sólidos.

---

1) Doutoranda em Engenharia Civil (Recursos Hídricos). Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará. Campus do Pici, Bloco 713. Pici. CEP: 60455-900. Fortaleza – Ceará – Brazil. Phone/Fax: +55 85 3366-9776. E-mail: janine.mesquita@yahoo.com.br  
2) Professor Adjunto. Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará. Campus do Pici, Bloco 713. Pici. CEP: 60455-900. Fortaleza – Ceará – Brazil. Phone/Fax: +55 85 3366-9776. E-mail: iran@deha.ufc.br

## 1. INTRODUÇÃO

A urbanização e os processos derivados, como a impermeabilização do solo e artificialização da drenagem natural das águas, são amplamente conhecidos como os causadores de diversos impactos ambientais (BUTLER & DAVIS, 2004). Desta forma, os poluentes presentes nas bacias hidrográficas urbanas, originários de fontes pontuais ou difusas, poderão ser carreados aos corpos d'água superficiais, fato este que pode ser potencializado em períodos chuvosos em decorrência da lixiviação sobre as bacias hidrográficas ocasionada pelo escoamento superficial, bem como o extravasamento oriundo das redes coletoras de esgoto (PEREIRA *et al.*, 2015), podendo ainda ser agravados por fatores climáticos locais, como intensidade e distribuição espaço-temporal das chuvas (BUTLER & DAVIS, 2004; LI *et al.*, 2015).

Portanto, o uso da modelagem se torna muito recomendada, pois possibilita a realização de análises de diagnósticos e prognósticos, interpolação e extrapolação de dados e estudo da dinâmica de determinados processos, permitindo a integração de informações espacialmente e temporalmente dispersas. Assim, é inquestionável a utilidade da aplicação de modelos para estudos, projetos e auxílio à gestão de recursos hídricos, face à complexidade do ambiente em corpos de água naturais, especialmente em lagos, reservatórios, estuários e zona costeira adjacente às bacias hidrográficas (ROSMAN, 2011).

Outros estudos avaliaram a concentração de parâmetros de qualidade da água no sistema de drenagem de águas pluviais de Fortaleza, incluindo indicadores microbiológicos (PIMENTA, 2006; VIEIRA *et al.*, 2011). Entretanto, não foram executadas simulações hidrológicas/hidráulicas com vistas à quantificação das cargas poluentes afluentes à zona costeira. Tampouco, em levantamento bibliográfico de estudos nacionais e internacionais, foi identificada a proposição de ferramentas práticas que correlacionem a carga de poluição a parâmetros hidroambientais, destacando a originalidade e a contribuição deste trabalho e reforçando a necessidade de mais pesquisas que ofereçam ferramentas objetivas de auxílio à tomada de decisão. Diante disso, o presente trabalho tem como objetivo propor uma ferramenta para modelagem do sistema de drenagem urbana da bacia Vertente Marítima de Fortaleza, Ceará, visando a avaliação das cargas poluentes bacteriológicas.

## 2. METODOLOGIA

A área de estudo compreende a bacia Vertente Marítima e está situada na parte Norte do Município de Fortaleza – CE. Limita-se ao Norte e ao Leste com o Oceano Atlântico, ao Sul com as bacias do Cocó e Siqueira, e ao Oeste com o rio Ceará. Fazendo parte da mesma, total ou parcialmente, 26 bairros do município de Fortaleza (FORTALEZA, 2014). As sub-bacias

selecionadas para a proposição do modelo simplificado da estimativa da carga bacteriológica, o qual será descrito adiante, são: o riacho Jacarecanga (localizado na região Oeste), o Náutico e o riacho Maceió (região Central), conforme a Figura 1, a seguir.

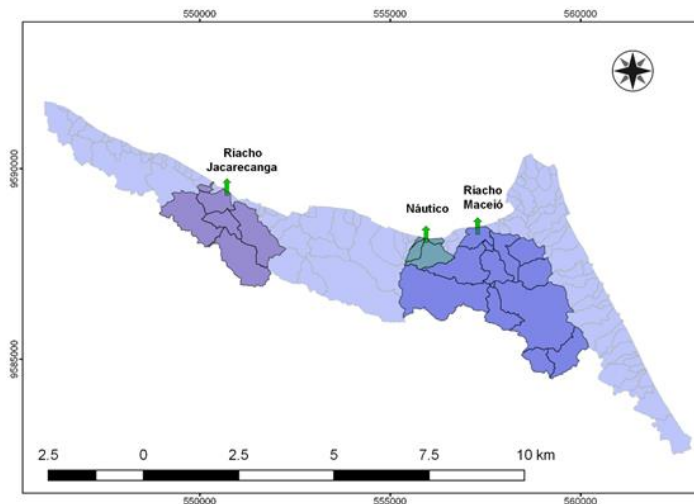


Figura 1 – Bacia Vertente Marítima, no município de Fortaleza, CE, destacando as sub-bacias do riacho Jacarecanga, Náutico e riacho Maceió.

O modelo computacional utilizado para as simulações hidrológicas e hidráulicas nesta bacia foi o *Stormwater Management Model – SWMM* (ROSSMAN, 2015). O domínio foi subdividido em 139 sub-bacias, 212 junções, 60 exutórios, 208 condutos e 01 estação pluviométrica, existindo atualmente em Fortaleza 57 saídas da drenagem que deságuam na orla marítima, contabilizando 52 galerias, três riachos (Maceió, Pajeú e Jacarecanga) e dois rios (Cocó e Ceará), os quais constituem possíveis fontes de poluição fecal (PEREIRA, 2015). Os parâmetros do modelo foram definidos por bacia de acordo com o uso do solo, através da análise dos índices de cobertura de edificações, vegetação e tipo de solo, utilizando a técnica de sensoriamento remoto de classificação supervisionada do solo, a partir de imagens de alta resolução do *Google Earth* (2015), com segmentação de áreas e o classificador *Bhattacharya* (CAGECE, 2016).

A validação foi realizada comparando-se as vazões medidas no ano de 2009 com as modeladas pelo *SWMM*, por meio de análise estatística, calculando o coeficiente de eficiência de Nash – Sutcliffe (CNS). Para tal, foram realizadas simulações no *SWMM* em seis sub-bacias das quais se dispunha de dados medidos, no supracitado dia da medição de vazão, no período chuvoso (05/03/2009). O modelo hidráulico definido nas simulações foi o da onda dinâmica e o método de infiltração no solo o Número da Curva (*Curve Number – CN* do *Soil Conservation Service – SCS* dos Estados Unidos) (ROSSMAN, 2015). Além disso, foram realizadas campanhas de campo, nas datas de 23/03/2017, 30/03/2017 e 16/06/2017, visando o levantamento das características geométricas do maior riacho localizado na região Central da Vertente Marítima (riacho Maceió) para alimentar o *SWMM*, bem

como coletas de amostras de água. Estas foram realizadas em dois pontos diferentes próximo ao exutório da sub-bacia. As análises microbiológicas (*E. coli*) foram realizadas no laboratório da CAGECE através do método dos tubos múltiplos, de acordo com *Standard Methods* (APHA, 2005). Posteriormente, propôs-se um modelo simplificado para a estimativa da carga bacteriológica aportada à orla marítima, utilizando dados de três sub-bacias: riacho Jacarecanga (região Oeste), galeria do Náutico e riacho Maceió (Central). Através do balanço de massa entre os períodos chuvoso e seco, utilizando dados de concentração de quatro semanas consecutivas de ambos os períodos (PIMENTA, 2006) e considerando as vazões médias simuladas no *SWMM* nas mesmas datas das coletas dos dois períodos (vazão do dia de cada coleta), aplicaram-se as Equações (1), (2) e (3):

$$w_i = Q \times C \times 86400 \quad (1)$$

Onde:  $w_i$ =Carga bacteriológica (NMP.dia<sup>-1</sup>);  $Q$ =Vazão (L.s<sup>-1</sup>) e  $C$ =Concentração de *E. coli* (NMP.L<sup>-1</sup>). A Eq. (1) foi aplicada para cada data das coletas, isto é, no total de oito vezes (quatro para o período chuvoso e quatro para o seco). Em seguida, calculou-se a média aritmética da carga  $w_i$  por período (chuvoso e seco), conforme Eq. (2), subtraiu-se o chuvoso do seco e dividiu-se pela área total da respectiva sub-bacia, obtendo-se a carga difusa média aportada durante o período chuvoso por área, aplicando-se a Eq. (3):

$$W = \frac{\sum_{i=1}^n w_i}{n} \quad (2)$$

$$CD = \frac{W_c - W_s}{A} \quad (3)$$

Sabendo que:  $W$ = Carga bacteriológica média (NMP.dia<sup>-1</sup>);  $n$  = número de medições (neste caso,  $n=4$  por período );  $CD$  = Carga difusa (NMP.dia<sup>-1</sup>.ha<sup>-1</sup>);  $W_c$ = Carga bacteriológica média do período chuvoso (NMP.dia<sup>-1</sup>);  $W_s$  = Carga bacteriológica média do período seco (NMP.dia<sup>-1</sup>) e  $A$  = Área (ha). Após a obtenção das cargas difusas, correlacionaram-se estas com parâmetros da bacia e hidrológicos, com vistas à generalização do modelo às demais sub-bacias da Vertente Marítima (Eq. 4):

$$CD = f(\% Imper, CN, P, Pt, Psa, \%ES, RSDI) \quad (4)$$

Sendo:  $\% Imper$  = Impermeabilização da bacia (%);  $CN$  = *Curve Number* (adimensional);  $P$  = Precipitação média do período entre as medições (mm.dia<sup>-1</sup>);  $Pt$  = População total da sub-bacia (número de habitantes);  $Psa$ = População da bacia não atendida por rede de esgotamento (habitantes);  $\%ES$  = Cobertura de esgotamento sanitário (%) e  $RSDI$  = Resíduos sólidos dispostos inadequadamente (kg.dia<sup>-1</sup>). Foram selecionadas as variáveis que podem contribuir diretamente à poluição difusa e apresentaram, conseqüentemente, melhores correlações. Com o ajuste das equações, analisaram-se os cenários pessimistas e otimistas, almejando primariamente a estimativa da carga

bacteriológica total -  $C_t$  (NMP.  $ha^{-1}.dia^{-1}$ ) de *E. coli* aportada das sub-bacias analisadas à orla, considerando situações diversas. Para este fim, foi necessário um ajuste de uma equação da carga (CD) para cada ano proposto na análise dos cenários, bem como a estimativa da carga bacteriológica de tempo seco -  $C_s$  (NMP.  $dia^{-1}.ha^{-1}$ ), visto que esta pode variar de acordo com o porte populacional e o percentual de cobertura de rede de esgotamento sanitário. Portanto, a carga  $C_s$  foi calculada através dos valores de população não atendida por rede de esgotamento sanitário (IBGE, 2010) e produção *per capita* de esgoto por sub-bacia (CAGECE, 2016), e foi também estimada a vazão de esgoto ( $L.dia^{-1}$ ), considerando que o montante é destinado à rede de drenagem pluvial. Com a concentração média de *E. coli* por bacia (PIMENTA, 2006) multiplicada pela vazão e dividida pela área da bacia, obteve-se a carga  $C_s$  (NMP.  $dia^{-1}.ha^{-1}$ ) para 2017 e 2040, considerando diferentes índices de carência de rede esgotamento sanitário, bem como seus respectivos tamanhos populacionais (IBGE, 2010). Por fim, foram analisados cenários de aporte de carga  $C_t$  à orla, aplicando-se a Eq. (5):

$$C_t = CD + C_s \quad (5)$$

A análise foi realizada para as populações de 2017 e 2040, utilizando para o cálculo da projeção populacional as taxas de crescimento constantes no Plano Municipal de Saneamento Básico de Fortaleza - PMSB (FORTALEZA, 2014). O ano 2040 foi definido como horizonte de análise em concordância com as ações de planejamento estratégico propostas pela Prefeitura Municipal de Fortaleza (FORTALEZA, 2015b).

### 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O coeficiente de eficiência Nash-Sutcliffe (CNS) calculado para os mesmos dados foi 0,9266, comprovando a representatividade do modelo. Pesquisas utilizando o *SWMM* encontraram valores inferiores, 0,63-0,89 (THÉRIAULT & DUCHESNE, 2015); 0,71-0,75 (RJEILY *et al.*, 2017). No entanto, vale frisar que estas aplicaram métodos mais sofisticados de calibração/validação, utilizando maior número de conjuntos de dados com séries extensas, podendo contribuir para a diminuição do CNS, contrastando com a presente pesquisa, que apenas dispôs de um conjunto de dados. Em relação às contagens de *E. coli* do presente trabalho ( $5,5.10^5 - 2,5.10^6$  NMP.100mL<sup>-1</sup>) estão dentro das faixas obtidas em pesquisas anteriores,  $4.10^2 - 1,7.10^7$  NMP.100mL<sup>-1</sup> (PIMENTA, 2006) e  $4,5.10^2 - 1,3.10^6$  NMP.100mL<sup>-1</sup> (SILVA *et al.*, 2011), justificando a validade das informações dos trabalhos pretéritos com a finalidade de sua utilização para estimativas e previsões de cenários no presente trabalho. Em relação às vazões médias simuladas por período, ainda nas três sub-bacias, variaram no período chuvoso, em ordem decrescente de contribuições, entre  $330,82-0,45L.s^{-1}$ ;  $320,02-1,06L.s^{-1}$  e  $35,94-0,27L.s^{-1}$ , no riacho Jacarecanga, Maceió e Náutico, respectivamente; no período seco, o Maceió

( $1,06L.s^{-1}$ ) supera o Jacarecanga ( $0,45L.s^{-1}$ ) e, por último, o Náutico ( $0,27L.s^{-1}$ ). Desta forma, foram consideradas as médias nos exutórios das cargas bacteriológicas totais para a estimativa da carga difusa (Eqs. 2 e 3). A Figura 2 (a e b) apresenta o comparativo entre as cargas difusas por áreas (NMP.  $ha^{-1}.dia^{-1}$ ) das três sub-bacias.

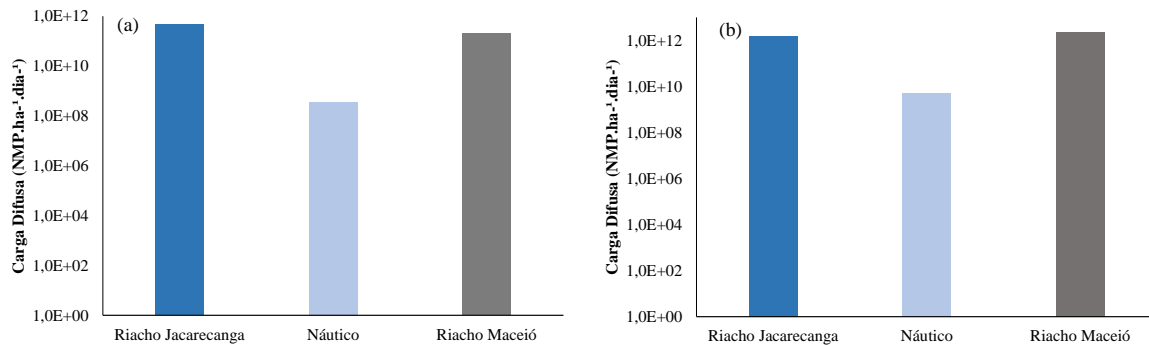


Figura 2 – Cargas Difusas (NMP.  $ha^{-1}.dia^{-1}$ ) das sub-bacias em 2004 (a) e 2005 (b) considerando dados de concentração média de Pimenta (2006).

Brites & Gastaldini (2007) encontraram valores de cargas difusas de Coliformes Termotolerantes (NMP. $ha^{-1}.ano^{-1}$ ) inferiores, em duas bacias urbanas ( $6,5 \times 10^{11}$ ;  $5,4 \times 10^{11}$  e  $2,0 \times 10^{10}$ , estes dois últimos para diferentes pontos da mesma bacia). Infere-se que tais diferenças sejam em decorrência da urbanização e, por consequência, impermeabilização (35 e 12%) destas bacias (ZEILHOFER *et al.*, 2010), já que as bacias analisadas no presente estudo apresentam maiores valores de impermeabilização (52,31; 48,58 e 39,77%, riacho Jacarecanga, Náutico e riacho Maceió, respectivamente), portanto, são mais urbanizadas. O riacho Jacarecanga apresentou o maior valor de carga CD, seguido do riacho Maceió e Náutico, para o ano de 2004. Em 2005, o riacho Maceió supera o Jacarecanga e, por último, o Náutico. Ressalta-se que, apesar de a média das concentrações apresentar valores levemente superiores nos períodos secos, o mesmo não ocorre com as cargas bacteriológicas dos períodos chuvosos, em decorrência do aumento da vazão gerada pela chuva, possibilitando, desta forma, a estimativa da carga CD por esta metodologia. Além disso, tais estimativas convergem com as de diversos trabalhos que relatam deterioração da qualidade das águas na ótica da balneabilidade exatamente nos períodos chuvosos (TOSIC *et al.*, 2017), inclusive na orla de Fortaleza (PEREIRA *et al.*, 2015). Foi realizada a correlação da carga CD (NMP.  $ha^{-1}.dia^{-1}$ ) por bacia com a variável selecionada (Eq. 4), ou seja, a pluviosidade média dos períodos das medições das concentrações ( $mm.dia^{-1}$ ), a qual apresentou maior coeficiente ( $R^2$ ) comparada às demais variáveis testadas. Os dados pluviométricos foram da Estação do Pici, operada pelo Instituto Nacional de Meteorologia - INMET. Para o ajuste da equação, partiu-se da premissa física que não havendo precipitação, por consequência, não haverá carga difusa carreada pela chuva. Desta forma, foi

possível o ajuste de uma equação para sua respectiva sub-bacia utilizando a mesma série de dados pluviométricos, já que as medições de concentração (PIMENTA, 2006) foram realizadas nas mesmas datas. Com isso, obtiveram-se três modelos matemáticos simples, representados por um ajuste de potência de segunda ordem, com os quais é possível estimar a carga CD ( $\text{NMP} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ ) apenas com o valor da pluviosidade média do período ( $\text{mm} \cdot \text{dia}^{-1}$ ):

$$CD = a \cdot P^2 \quad (6)$$

Sendo:  $a$  = Coeficiente da equação ( $\text{NMP} \cdot \text{mm}^{-2} \cdot \text{ha}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ ) e  $P$  = Pluviosidade média do período das medições de concentração ( $\text{mm} \cdot \text{dia}^{-1}$ ). Os coeficientes  $R^2$  apresentaram valores elevados para todas as sub-bacias: 0,9724; 0,9943 e 0,9967, para o riacho Jacarecanga, Náutico e riacho Maceió, respectivamente. Trabalhos anteriores em sistemas de drenagem urbana também encontraram correlação positiva entre precipitação e aumento da carga poluente (BRITES & GASTALDINI, 2007; THÉRIAULT & DUCHESNE, 2015). Ressalta-se que o modelo matemático simplificado proposto pode ser uma ferramenta útil e representativa, no caso da região Nordeste, por apresentar chuvas concentradas e intensas (IPECE, 2016), podendo implicar maior carreamento de poluentes (BUTLER & DAVIS, 2004; LI *et al.*, 2015), além da elevada carga de poluição geralmente presente em bacias urbanas em vista dos hábitos da população (SILVA & PORTO, 2015; ARAÚJO, 2016), especialmente em centros adensados, como é o caso de Fortaleza (SILVA *et al.*, 2011; PEREIRA *et al.*, 2015; ARAÚJO, 2016). Visando a generalização do modelo, foi realizada a correlação do coeficiente  $a$  da Eq. 6 com os resíduos sólidos dispostos inadequadamente – RSDI ( $\text{kg} \cdot \text{dia}^{-1}$ ), indicador selecionado por possuir relação direta com a poluição difusa, tendo, portanto, apresentado melhor coeficiente  $R^2$  em comparação com os demais parâmetros elencados na Eq. 4.

A Figura 3 apresenta a curva gerada. O melhor ajuste foi uma função logarítmica, com coeficiente  $R^2$  de 0,9967. Com esta equação, é possível obter um coeficiente para a equação genérica da carga CD (Eq. 6), do tipo potência de segunda ordem, para qualquer sub-bacia pertencente à Vertente Marítima. A seguir, os cenários foram analisados para 2040 calculando-se a carga bacteriológica total –  $C_t$  ( $\text{NMP} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ ) considerando a variação da cobertura da rede esgoto (igual a 2017 e com 99% de cobertura) e produção de RSDI (aumento e diminuição de 50%). Foram analisados ainda dois cenários de precipitação pluviométrica: chuvas normalizadas ( $\text{mm} \cdot \text{dia}^{-1}$ ) e chuvas máximas mensais ( $\text{mm} \cdot \text{dia}^{-1}$ ). Para as primeiras, foram consideradas as distribuições de todos os meses do ano (janeiro a dezembro), sendo utilizadas as Normais Climatológicas do Brasil 1961 - 1990 do INMET (2009). Já as chuvas máximas mensais são de uma série histórica de 98 anos da estação pluviométrica do Pici obtidas do banco de dados hidrológicos (*Hidroweb*) da Agência

Nacional de Águas (ANA). Foi utilizada a maior chuva mensal registrada do referido período e calculada a média diária.

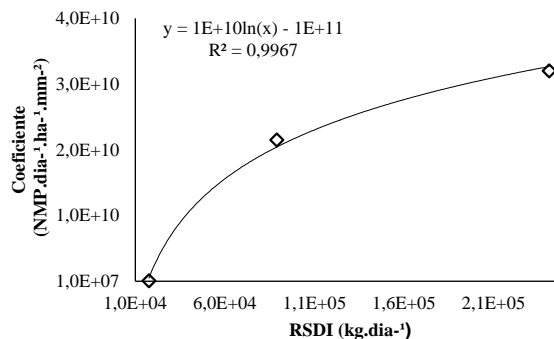


Figura 3 – Correlação do coeficiente “a” da Eq. 6 (NMP.dia<sup>-1</sup>.mm<sup>-2</sup>) com resíduos sólidos dispostos inadequadamente – RSDI (kg.dia<sup>-1</sup>).

As variações dos cenários no ano de 2040 em relação a 2017 foram pouco expressivas para os riachos, mostrando que existe uma tendência à saturação do meio em relação à carga  $C_t$ , exceto no cenário de aumento da cobertura/otimista, diminuindo para 0,28 e 0,38 vezes do valor inicial no riacho Jacarecanga e Maceió, respectivamente. O Náutico não se mostrou sensível em relação à variação da cobertura da rede, já que em 2017 possui cobertura elevada (99%), no entanto apresenta acentuada variação de aumento de carga  $C_t$  em 2040 (2,86) e no cenário pessimista (8,23); não foi possível analisar o cenário otimista para o Náutico, pois a curva de correlação foi construída tendo como valor mínimo os dados desta sub-bacia. Os cenários para a precipitação máxima apresentaram comportamento semelhante à precipitação normalizada, com respostas em relação à cobertura de rede de esgotamento somente para o cenário otimista (riachos), diminuindo a produção da carga  $C_t$  com a ampliação da cobertura. Os demais cenários, comparados a 2017, somente mostraram variações acentuadas na sub-bacia do Náutico, com aumento de 3,01 vezes em 2040 com o *per capita* de RSDI mantido constante e 8,85 vezes no cenário pessimista.

Ressalta-se que as comparações nos cenários das chuvas normalizadas são para cargas anuais; já para a chuva máxima, mensal (comparando a máxima histórica da série de dados com o mês de abril normal). A análise destes cenários permite inferir que a carga bacteriológica difusa é influenciada diretamente pela chuva e por diversas fontes de poluição presentes nas bacias, mostrando que os RSDI constituem apenas um indicador, mas não o principal contribuinte direto a sua produção, em vista da baixa sensibilidade da carga CD observada através da variação da produção dos RSDI, apesar da alta correlação entre estas variáveis. Na Figura 3, por exemplo, mesmo que a produção de RSDI tendesse a zero, ainda haveria carga CD, com coeficientes da ordem de  $10^7$  NMP. ha<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>.mm<sup>-2</sup>.



#### 4. CONCLUSÕES

Por intermédio desta pesquisa, conclui-se que o *SWMM* mostrou-se efetivo para a realização das simulações hidrológicas e hidráulicas; o período chuvoso é responsável por maior aporte da carga bacteriológica à orla, fato que explica o não atendimento aos padrões de balneabilidade predominantemente neste período e, portanto, que a carga difusa é a principal responsável pela poluição fecal, apesar das concentrações médias de *E. coli* por período sazonal não apresentarem variações significativas nos anos analisados; dentre os cenários analisados, o cenário otimista/aumento da cobertura de rede foi o que apresentou resposta significativa em relação a variação das cargas bacteriológicas nos riachos, neste caso, diminuição, mostrando que o aumento da cobertura da rede de esgotamento aliado à redução dos resíduos sólidos dispostos inadequadamente diminui consideravelmente o aporte de poluentes; e as precipitações extremas potencializam o aporte de poluentes cerca de duas vezes em relação às normalizadas.

Diante da incerteza na estimativa da carga lixiviada de poluentes microbiológicos em eventos chuvosos, esta metodologia se mostrou adequada à região, considerando suas características hidrológicas de chuvas intensas e concentradas temporal e espacialmente, visto que normalmente não há um padrão bem definido de transporte de poluentes nestes casos.

#### AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e à Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico do Ceará (FUNCAP) pelas bolsas de estudo de Janine B. F. Mesquita durante o período de mestrado e doutorado, respectivamente.

#### 5. REFERÊNCIAS

- APHA. American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21ed. Washington, USA: American Public Health Association/ American Water Works Association/Water Environmental Federation, 2005.
- ARAÚJO, Germário Marcos. **Análise e modelagem integrada de um sistema urbano canal-reservatório eutrofizado, localizado em Fortaleza/CE**. 2016, 218p. (Tese de Doutorado), Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, 2016.
- BRITES, A. P.; GASTALDINI, M. C. C. Avaliação da Carga Poluente no Sistema de Drenagem de Duas Bacias Hidrográficas Urbanas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 12, n. 4, p. 211-221, out/dez, 2007
- BUTLER, David; DAVIES, John W. **Urban Drainage**. 2nd ed. London and New York: Spon Press - Taylor & Francis Group, 2004, 566p.
- CAGECE. Companhia de Água e Esgoto do Ceará. **Modelagem da Qualidade das Águas Costeiras de Fortaleza para a Seleção de Alternativas de Despoluição**. Fortaleza: CAGECE, 2016, 55p.

- FORTALEZA. **Plano de Desenvolvimento Econômico e Social - Fortaleza 2040 – Anexo III – Resíduos Sólidos**. Fortaleza: Prefeitura Municipal de Fortaleza/Instituto de Planejamento de Fortaleza – INPLANFOR/Fundação Cearense de Pesquisa e Cultura - IPCC, ago. 2015b.
- FORTALEZA. **Plano Municipal de Saneamento Básico de Fortaleza**. Fortaleza: Prefeitura Municipal de Fortaleza/Secretaria Municipal de Urbanismo e Meio Ambiente, jul. 2014.
- Instituto Nacional de Meteorologia – INMET. **Normais Climatológicas do Brasil 1961-1990**. Organizadores: RAMOS, Andrea Malheiros; SANTOS, Luiz André Rodrigues dos; FORTES, Lauro Tadeu Guimarães. Brasília-DF: INMET, 2009.
- LI, D.; WAN, J.; MA, Y.; WANG, Y.; HUANG, M.; CHEN, Y. Stormwater Runoff Pollutant Loading Distribution and their Correlation with Rainfall and Catchment Characteristics in a Rapidly Industrialized City. **Plos One**. p. 01-17, Mach, 2015.
- PEREIRA, S. P.; ROSMAN, P. C. C.; ALVAREZ, C.; SCHETINI, C. A. F.; SOUZA, R. O.; VIEIRA, R. H. S. F. Modeling of Coastal Water Contamination in Fortaleza (Northeast of Brazil). **Water Science & Technology**. v. 72, n. 6, p. 928-936, 2015.
- PIMENTA, M. G. R. **Determinação de contaminação por coliformes termotolerantes, fósforo e metais traço (Cu, Pb e Hg) em água e sedimentos de galerias pluviais.**, 2006. Universidade Federal do Ceará.
- RJEILY, A.; ABBAS, O.; SADEK, M.; SHAHROUR, I.; CHEHADE, F. H. Flood forecasting within urban drainage systems using NARX neural network. **Water Science & Technology**. v. 76, n. 7, p. 1-12, 2017.
- ROSMAN, P. C. C. Referência Técnica do SisBaHiA. 2011. Rio de Janeiro.
- ROSSMAN, L. A. Storm Water Management Model – User Manual Version 5.1. Environmental Protection Agency (EPA): Office of Research and Development.EPA- 600/R-14/413b. Revisado em Setembro de 2015.
- SIDHU, J. P. S. AHMED, W.; GERNJAK, W.; ARYAL, R.; MCCARTHY, D.; PARMER, A.; KOLOTELO, T.; TOZE, S. Sewage pollution in urban runoff as evident from widespread presence of multiple microbial and chemical source tracking markers. **Science of the Total Environment**. v. 463-464, p. 488-496, oct. 2013.
- SILVA, A. S. DA; SILVEIRA, S. L. DA; WOLFF, D. B.; CRUZ, J. C. Captura de Resíduos Sólidos Drenados em uma Bacia Hidrográfica Urbana. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 16, n. 4, p. 149-155, out/dez, 2011.
- SILVA, J. C. A. DA; PORTO, M. F. A. Recuperação de córregos urbanos através do controle de cargas pontuais e Difusas. Córrego Ibiraporã, SP. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 20, n. 1, p. 82 – 90, jan./mar., 2015.
- THÉRIAULT, A.; DUCHESNE, S. Quantifying the Fecal Coliform Loads in Urban Watersheds by Hydrologic/Hydraulic Modeling: Case Study of the Beauport River Watershed in Quebec. **Water**. v.7, n.2, p. 615-633, 2015.
- TOSIC, M. RESTREPO, J. D.; IZQUIERDO, A.; LONIN, S. MARTINS, F.; ESCOBAR, R. An integrated approach for the assessment of land - based pollution in the coastal zone. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**. p. 01-31, 2017.
- VIEIRA, R. H. S. F.; MENEZES, F. G. R.; COSTA, R. A. MARIS, R. V.; ABREU, I. M.; FONTENELES-FILHO, A. A.; SOUSA, O. V. Galerias pluviais como fonte de poluição de origem fecal para as praias de Fortaleza-Ceará. **Arq. Ciên. Mar**. v. 44, n. 2, p.5 – 12, 2011.
- ZEILHOFER, P.; LIMA, E. B. N. R.; LIMA, G. A. R. Land use effects on water quality in the urban agglomeration of Cuiabá and Mato Grosso State, central Brazil. **Urban Water Journal**. v. 7, n. 3, p. 173-186, June, 2010.